



HAL
open science

La protection de la nature est-elle durable ? Espaces naturels protégés et développement durable

Samuel Depraz

► **To cite this version:**

Samuel Depraz. La protection de la nature est-elle durable ? Espaces naturels protégés et développement durable. *Historiens et géographes*, 2011, 415, pp.109-122. halshs-01244905

HAL Id: halshs-01244905

<https://shs.hal.science/halshs-01244905v1>

Submitted on 25 Oct 2017

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

LA PROTECTION DE LA NATURE EST-ELLE DURABLE?

Espaces naturels protégés et développement durable

Samuel DEPRAZ, Agrégé et Maître de Conférences en géographie

Université de Lyon (Jean Moulin – Lyon III)

7 rue Chevreul 69007 LYON

Laboratoire « Environnement, ville, sociétés » - UMR 5600 du CNRS

samuel.depraz@univ-lyon3.fr

Résumé :

La gestion des espaces naturels protégés, d'abord vouée à partir de la fin du dix-neuvième siècle à la protection quasi-exclusive des écosystèmes et guidée ensuite par des principes écologiques assez radicaux, se trouve aujourd'hui profondément affectée par le paradigme du développement durable. Il ne suffit pas, en effet, de protéger les écosystèmes pour faire preuve de durabilité : le secteur de la protection de la nature se doit désormais d'être socialement responsable et doit prendre en compte dans ses politiques non seulement les enjeux écologiques, mais aussi les enjeux économiques et sociaux des territoires dans lesquels se fait son intervention.

Cependant, ce glissement conceptuel dans les pratiques de gestion des espaces naturels protégés n'est pas toujours évident. Quelques exemples critiques de cette évolution inachevée et des dysfonctionnements territoriaux qui en résultent seront ici successivement développés, tant dans le domaine de l'écologie que de l'économique ou du social, prouvant les limites de la mise en œuvre du développement durable en matière de protection de la nature. Si bien qu'une démarche d'évaluation globale des impacts de la protection de la nature sur les sociétés et leurs territoires semble en réalité bien nécessaire pour permettre une réelle durabilité de la protection – laquelle implique, en particulier, une gouvernance territoriale élargie et mieux intégrée à l'échelle locale.

Mots-clés :

Espaces naturels protégés, politiques de conservation, durabilité, gestion intégrée, gouvernance territoriale.

Jusqu'à une période récente, le titre même de cet article aurait pu passer pour une simple provocation. En effet, contrairement à la plupart des domaines d'intervention des sociétés sur leur territoire, le secteur de la protection de la nature n'a pas vraiment eu l'occasion d'être passé au crible de la durabilité. En effet, le seul fait de protéger les écosystèmes contre les dégradations des sociétés humaines peut paraître, en soi, un solide gage de mise en œuvre des principes du développement durable, tant il est vrai que bien peu de monde oserait aujourd'hui mettre en question l'impératif catégorique selon lequel « il faut protéger la nature », l'un des trois piliers fondamentaux de la définition du développement durable d'après ses principaux promoteurs (UICN, 1980 ; Brundtland, 1987).

C'est sans doute cela qui explique l'essor numérique remarquable qu'ont connu les espaces naturels protégés depuis la fin du dix-neuvième siècle et, surtout, depuis les années soixante : on rappellera qu'il existe aujourd'hui près de 120 000 espaces naturels protégés de par le monde, dont la superficie totale représente 19,6 millions de kilomètres carrés, soit 1/5^e des terres émergées ou presque deux fois le continent européen. Cette tendance n'est pas orientée à la baisse. Si les créations de nouveaux espaces protégés terrestres se font moins nombreuses et concernent des périmètres de moindre étendue aujourd'hui qu'il y a un demi-siècle, l'établissement de parcs naturels et de réserves en mer a largement pris le

relais depuis les années quatre-vingt-dix. D'une manière générale, il n'est plus guère possible aujourd'hui de raisonner sur l'aménagement d'un territoire sans prendre en compte sa dimension environnementale, liée à la présence d'un périmètre de protection de la nature quel qu'il soit : parc national, réserve naturelle, arrêté de biotope, classement de site, zone Natura 2000, espace naturel sensible, etc. pour le seul cas français. L'éventail des statuts possible est particulièrement élargi et témoigne à lui seul de cet engagement croissant des Etats en faveur des espaces naturels protégés et – comme on pourrait le penser par un raccourci intellectuel contestable – en faveur du développement durable.

Il est certes exact que, tant que l'on ne considère les espaces protégés que d'un point de vue assez extérieur et général, la question de leurs impacts économiques et sociaux, de leur intérêt et de leur coût pour les sociétés n'a pas lieu d'être : il s'agit semble-t-il d'une mesure nécessaire – sinon prioritaire ! – pour permettre la protection de la nature, dans la mesure où un parc, une réserve naturelle constitue l'exemple le plus manifeste et le plus visible de l'action publique en faveur de l'environnement.

Qui plus est, cette manière de faire de la protection de la nature a longtemps été à l'abri de toute évaluation critique dans la mesure où l'idée même de nature, et la volonté de la protéger, sont habitées de manière plus ou moins consciente par de nombreuses représentations sociales très positives. On pense notamment à l'approche esthétique et sensible de la nature remarquable qui a pu expliquer la protection des sites pittoresques et des espèces emblématiques au début du vingtième siècle (Depraz, 2008 ; Delort & Walter, 2001). Ce postulat esthétique et moral se retrouve encore dans le concept américain de *Wilderness*, désignant la nature sauvage, intacte et idéalisée des origines (Larrère, 1997). Selon cette approche baignée de romantisme, voire de religiosité, la catégorie de Nature est même érigée en parangon antithétique de la finitude humaine. Ce fonds culturel européen a pu justifier une mise à distance étonnante des politiques de protection de la nature vis-à-vis de toute critique rationnelle, y compris en ce qui concerne la légitimité scientifique de ces dernières. C'est d'ailleurs le cœur de la critique de certains chercheurs en sciences humaines et sociales (Pelletier, 1993 ; Ferry, 1992) qui dénoncent la confusion contemporaine entre écologie et écologisme, tout comme le poids des idéologies qui biaisent les débats autour de l'environnement.

Car, en effet, la durabilité n'est pas réductible à la seule protection de la nature, pas plus qu'elle n'est une approche purement esthétique et émotionnelle des questions environnementales du monde contemporain. Il faut sortir de la gangue idéologique qui habille l'idée de nature. Si l'on veut bien s'en référer au moins à l'acception la plus répandue du terme de développement durable, on doit considérer toute action environnementale non seulement pour elle-même, mais aussi dans son rapport avec les deux autres piliers de la trialectique qui constitue l'armature de la durabilité : en d'autres termes, les politiques de protection de la nature doivent être analysées au filtre d'une approche plus intégrée, capable de considérer à la fois leurs apports en matière d'écologie scientifique et leur dimension socio-économique. En sens inverse, les politiques d'aménagement et de développement local se doivent aussi d'intégrer la dimension environnementale dans chaque projet, afin que les politiques de protection gagnent en efficacité et en légitimité sociale.

Par conséquent, le paradigme du développement durable est effectivement en train de redéfinir la manière dont on doit conduire les politiques de protection de la nature, ceci afin d'atteindre un équilibre optimal permettant une meilleure acceptation sociale des espaces protégés sans pour autant compromettre les buts initiaux de la protection. La chose n'est pas aisée, et demeure même un objectif lointain, comme nous allons pouvoir en faire état dans chacun des trois piliers de la durabilité.

1. Les espaces naturels protégés protègent-ils vraiment la nature ?

D'un point de vue strictement écologique, la réponse à cette question n'est finalement pas si évidente. Après tout, pourquoi protéger ici plutôt qu'ailleurs ? La nature de connaît guère

de frontières, et est-on tellement sûr que l'instauration de périmètres de nature garantisse une plus grande valeur écologique des écosystèmes ?

Si l'on se réfère, dans l'histoire de la science écologique (Acot, 1988 ; Deléage, 1991 ; Drouin, 1993) aux fondamentaux de l'écologie (Odum & Odum, 1953), l'analyse des milieux naturels s'est d'abord fondée sur des approches relativement statiques en défendant le principe d'homéostasie des écosystèmes, lesquels opposent une résistance au changement afin de maintenir ou de retrouver un stade climacique optimal (d'après Clements, 1916). La nature, par ce biais, est principalement considérée comme un référentiel stable, situé en-dehors de l'influence – foncièrement négative – des perturbations anthropiques. Les espaces protégés constituent dès lors une réponse spatialisée à cette dichotomie théorique, puisqu'ils permettent de tracer une séparation nette entre les territoires de l'homme et ceux de la nature et prémunissent cette dernière contre toute dégradation. Le degré élevé de protection de nombreux parcs nationaux ou de réserves intégrales dans le monde reflète ainsi assez directement cette approche radicale issue du domaine de l'écologie scientifique, telle qu'on a pu la voir à l'œuvre dans l'instauration des *Zapovedniki* soviétiques à partir de 1919 ou des réserves intégrales établies par la Convention de Londres de 1933 « pour la protection de la faune et de la flore en Afrique » : des réserves dans lesquelles non seulement les activités humaines ont été prohibées, mais l'accès même du public a été contrôlé, sinon interdit. Aujourd'hui encore, il existe de telles réserves intégrales aux accès juridiquement très restreints en Finlande, à Madagascar ou en Afrique centrale, pour ne citer que quelques exemples. Il en va de même, de manière ponctuelle, dans les zones cœurs de certains parcs nationaux français ou, dans une moindre mesure, dans les réserves biologiques intégrales gérées par l'Office national des forêts.

Toutefois, l'introduction du concept-clef de biodiversité dans les années 1980 (Soule & Wilcox, 1980 ; Pickett & White, 1985), a pu entraîner des effets inattendus sur les politiques de protection de la nature. Tout d'abord, une vision plus dynamique des espaces naturels s'est développée, en ceci que l'on s'est concentré non plus sur les critères de stabilité des écosystèmes, mais plutôt sur leurs capacités d'adaptation et d'enrichissement spécifique, c'est-à-dire leurs dynamiques évolutives, et ceci quel que soit leur état initial. En outre, la théorie du climax a été largement remise en question, dans la mesure où il n'existe plus guère de milieux « naturels » dans le monde. Au mythe de la naturalité perdue, il faut renoncer pour constater l'omniprésence de stades d'évolution secondaires et de bifurcations climaciques en raison de « perturbations » permanentes – et de ce fait structurelles – propres à chaque écosystème. De ce fait, un état « initial » de nature ne saurait servir de référence à la protection dans la mesure où il s'avère largement fondé sur une utopie a-scientifique. D'ailleurs, la biodiversité n'est pas nécessairement maximale dans les milieux quasi-naturels. Au contraire, elle sera souvent plus riche dans les milieux de transition auxquels contribuent largement les interventions humaines. Ainsi, l'influence anthropique peut même parfois augmenter l'éventail spécifique des écosystèmes : les coupes sélectives de bois, l'entretien de haies naturelles ou de cultures en terrasse peuvent, par exemple, créer des écotones propices aux espèces pionnières héliophytes, notamment herbacées et arbustives, qui sont sinon absentes d'un couvert forestier continu.

Plus intéressant encore : le concept de biodiversité n'est plus seulement lié à la protection des espèces rares et des milieux les plus emblématiques. Il inclut désormais ce que l'on peut appeler une « nature ordinaire » (Mougenot, 2003), faite d'espèces communes, souvent réduites en taille et trop banales pour être assez remarquées. Ces espèces sont restées longtemps moins étudiées que d'autres mais s'avèrent aujourd'hui, pour certaines, jouer un rôle-clef dans la composition des écosystèmes en tant que « marqueurs » de la biodiversité, à l'image de certaines espèces de papillons, insectes ou oiseaux, qualifiées d'espèces « clefs de voûte » ou « parapluie » en ceci que leur présence conditionne l'ensemble d'une association biocénotique. Elles servent ainsi de témoins de l'état de conservation de séries végétales et animales toute entières.

De ce fait, la protection de la nature n'est plus tant une question de périmètres ; elle s'applique d'abord à des fonctionnements d'ensemble d'espèces en relation symbiotique, et doit prendre en compte leurs circulations et leur évolution commune. C'est dans cet esprit

que l'on peut interpréter par exemple le *Nationalparkprogramm* allemand de 1990, qui instaure, sous la gouverne de l'écologue Michael Succow, des « parcs objectifs » visant à atteindre un plus grand degré de naturalité, sans préjudice de l'état initial des terrains réservés à la protection (Depraz, 2007). On s'intéresse donc plus à la protection de *processus écologiques* qu'à la localisation ponctuelle d'éléments de valeur : la protection s'affranchit progressivement de la notion d'espace protégé ou de périmètres de protection, deux procédés qui ne sauraient plus répondre entièrement aux exigences des fonctionnements écologiques tels qu'ils sont considérés aujourd'hui et d'une nature qui, fondamentalement, ne connaît guère de frontières dans le continuum de ses milieux.

À ce titre, les espaces naturels protégés qui fonctionneraient comme des laboratoires fermés, sanctuarisant les écosystèmes les plus remarquables derrière une barrière étanche à la société ne semblent plus en rapport avec les attendus de l'écologie scientifique elle-même. La protection de la nature doit être replacée dans une approche plus globale et s'appuyer sur des territoires interconnectés afin de constituer un réseau cohérent de sites, composé de nœuds, de corridors biologiques, de zones-tampon et d'aires d'activités économiques durables (Langhammer & al., 2007). C'est là l'esprit des dispositifs élaborés par l'écologie fonctionnelle depuis une vingtaine d'années et qu'illustrent le programme Natura 2000 de l'Union européenne (Marty & Lepart, 2010) ou la « trame verte et bleue » issue en 2010 du Grenelle II de l'environnement, en France.

Ces réseaux ne protègent plus nécessairement une belle nature, mais surtout un niveau significatif de biodiversité. Les périmètres ne sont pas, dans cet esprit, normés par avance, mais supportent plusieurs degrés et manières de protection, avec des gestions adaptatives et des interventions sur les écosystèmes : il est question de monitoring des milieux, de restauration de terrains dégradés – ce que l'on peut nommer la « renaturation » – voire de régulation de certaines populations par des tirs sélectifs (Larrère & Larrère, 2009).

Toutefois, il n'est pas forcément aisé de développer cette nouvelle approche intégrative de la nature dans des structures administratives de gestion des parcs naturels et des réserves rompues depuis plusieurs décennies à un mode de protection strict. Outre le coût important que peut représenter la mise en œuvre de réseaux écologiques, de programmes de gestion des milieux naturels d'un point de vue juridique et pratique, les inerties institutionnelles jouent également. Les équipes gestionnaires des espaces naturels protégés se composent, dans l'immense majorité des cas, exclusivement de biologistes ou de gardes-forestiers et ne présentent aucune tradition d'ouverture au local – lorsqu'elles ne se sont pas initialement construites en opposition au local.

On peut notamment faire allusion au vaste projet du *Corridor biologique mésoaméricain* (CBM), développé à partir de 1997 entre les pays d'Amérique centrale et visant à développer une protection à la fois décentralisée et participative – un moyen de prendre en compte les exigences de développement local des populations autochtones, notamment dans les reliefs couverts par la forêt pluviale. Près de 94 projets de gestion participative de la protection ont été développés, et un objectif de reforestation de 10 à 15% des terres anciennement forestières est visé d'ici 2025. L'ampleur du projet et de son budget – plus de 800 millions de dollars à ce jour, portés par la Banque mondiale et l'Agence allemande de coopération – est sans commune mesure avec la modestie des résultats obtenus. Les politiques participatives achoppent en particulier sur les inerties culturelles liées au contexte de grande pauvreté des populations indigènes, mais aussi en raison des modes très coercitifs de protection et de sanction encore mis en œuvre sur le terrain par les gouvernements. Il s'agit donc de prendre en compte le poids de la « dépendance du sentier » pour expliquer en quoi l'évolution des formes et des pratiques de protection vers des réseaux ouverts et intégrés reste difficile.

2. Les espaces naturels protégés, à quel coût ?

L'évolution des politiques de protection en direction d'une approche plus ouverte des territoires et de leur développement, justifiée par l'écologie elle-même, a pourtant soulevé de nouveaux défis en termes de gestion. La contraction d'ensemble des budgets alloués aux

dépenses publiques dans un contexte néo-libéral de rationalisation des comptes des États joue aussi sur les manières de protéger. Comme toute politique publique, la protection de la nature doit désormais rendre compte de son action et justifier de la légitimité de ses prétentions financières. Les gestionnaires des espaces naturels protégés s'efforcent donc de solliciter des financements complémentaires, de monter des programmes contractuels de protection par le biais de co-financements non-pérennes, etc. En un mot, il s'agit pour les espaces naturels protégés de prouver leur légitimité et de gagner leur assise financière dans le champ nouveau de l'économie du développement durable (Bürgermeier, 2004).

Cependant, cette légitimité peut être sérieusement mise en doute si l'on se place sur le plan des strictes données financières. En effet, un bilan coûts-avantages qui s'en tient à une évaluation purement comptable des dépenses engagées pour établir, développer et gérer les espaces naturels protégés montrera aisément que les coûts excèdent de beaucoup les bénéfices socio-économiques. Les dépenses liées à la protection sont faciles à estimer dans la mesure où elles figurent explicitement dans les budgets des structures de protection : il s'agit surtout des traitements des personnels et des frais de fonctionnement des parcs et réserves (coûts directs), ou bien des lignes budgétaires affectées aux indemnités, aux programmes de suivi et de formation, etc. (coûts indirects). Au contraire, les avantages sont bien plus diffus spatialement et socialement. Ils sont partagés entre un grand nombre de bénéficiaires, à la fois dans et autour des espaces protégés, à savoir les directions des espaces protégés, les entreprises privées vivant du tourisme de nature, les services induits à la population, etc. Ce sont donc surtout des bénéfices indirects, et leur dilution rend toute estimation malaisée : jusqu'où s'étend l'influence bénéfique d'un parc national dans les territoires qui l'environnent ? Quelle part du bénéfice de chaque entreprise touristique peut-elle être imputée à la seule présence d'un parc ou d'une réserve ? Il existe une marge d'appréciation importante dans les réponses apportées à ces questions et, par conséquent, dans l'évaluation finale des impacts économiques de la protection. Et, du fait même de la difficulté à estimer les bénéfices indirects, le bilan s'avère généralement négatif, ce qui rend la critique envers le coût de la protection d'autant plus facile.

Et pourtant, l'idée même de vouloir conduire une évaluation économique de la protection de la nature reste douteuse. En effet, le bénéfice de la protection ne saurait se réduire à une simple valeur comptable. Il s'agit tout d'abord de prendre en compte les coûts et les avantages *optionnels* de la protection : on fait allusion, en ce qui concerne les coûts, à la réduction des opportunités économiques offertes par un territoire, donc la réduction de ses usages possibles par la société, du fait de sa mise en défens ; du point de vue des avantages, on peut penser à la hausse de la biodiversité et des ressources naturelles futures, à la protection contre certaines pollutions et certains risques – par exemple, le couvert forestier maintenu peut protéger contre des avalanches ou l'érosion des sols – et à la promotion d'activités économiques nouvelles, telles l'écotourisme. Or la prise en compte de ces coûts et avantages optionnels est un exercice des plus périlleux, puisqu'il s'agit de mesurer des valeurs virtuelles, qui ne se sont pas encore produites – pour peu qu'elles se produisent seulement (Dixon & Sherman, 1990; Balmford & al., 2002).

Un dernier obstacle, et non des moindres, réside dans le fait qu'il faut aussi prendre en compte, en toute logique, une dernière valeur de la nature protégée. C'est une valeur strictement sociale, que l'on qualifie de « non-usage », et qui est constituée par le gain en savoir, en bien-être et en éducation esthétique ou culturelle qu'un groupe social va retirer de la fréquentation d'un site protégé – et transmettre à son tour aux générations futures. C'est là la réponse centrale aux critiques économiques à l'encontre des espaces naturels protégés, mais l'évaluation de cette valeur dite « d'existence » devient une gageure, quand elle n'est pas tout simplement impossible. De nombreux modèles économiques tentent pourtant de convertir cette valeur non-comptable en un équivalent monétaire, à la manière de la méthode des prix hédoniques, du coût du voyage, du coût de renoncement ou encore les techniques plus récentes du *choice experiment* ou de l'évaluation contingente, devenues centrales dans la prise en compte économique de tout bien environnemental (Hanley & al., 1998; Hanemann, 1994).

D'ailleurs, plus fondamentalement, cette valeur d'existence qui se fonde sur des considérations avant tout d'ordre moral et idéologique, vide de sens toute velléité d'évaluation macro-économique de la protection de la nature : en effet, dès lors que l'on considère que la protection des écosystèmes et de la biodiversité s'inscrit dans un fonctionnement systémique beaucoup plus global et concerne, d'une certaine manière, l'humanité dans son ensemble au point d'être cruciale pour le devenir de l'humanité elle-même, alors la valeur économique de la protection tend vers l'infini, ce qui vide toute évaluation de sa substance même.

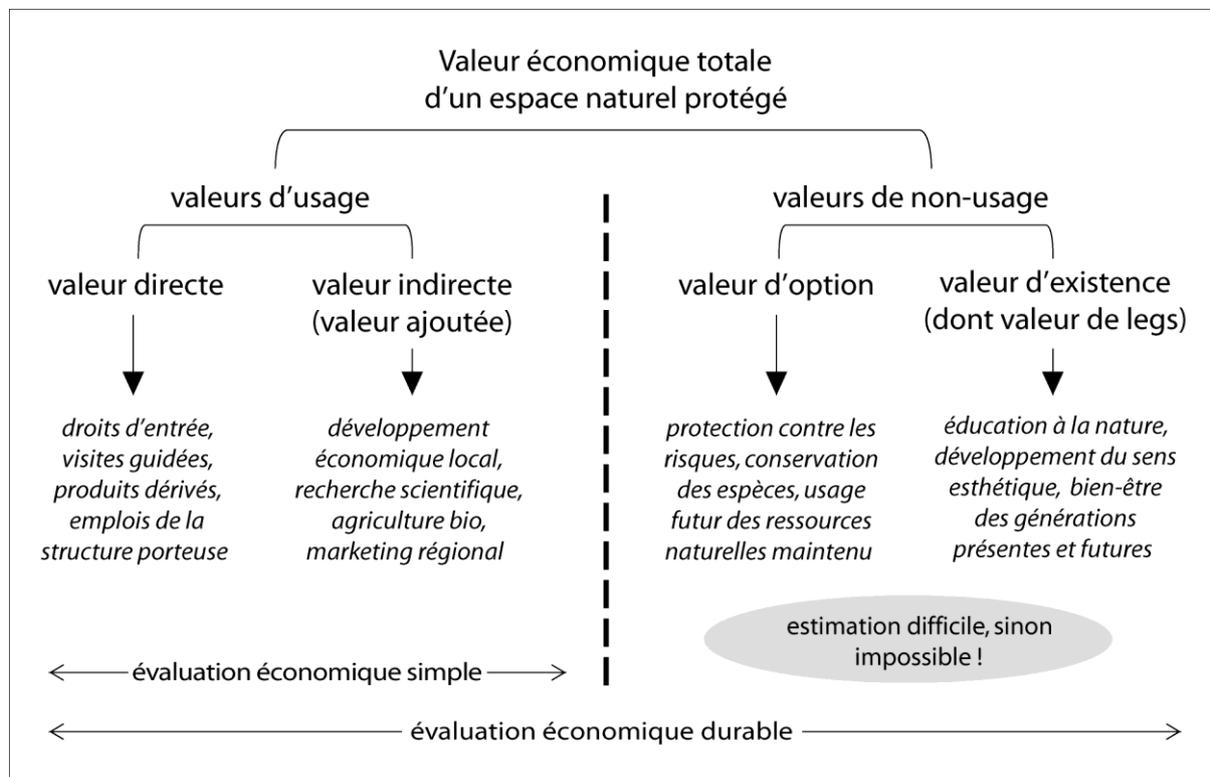


Figure 1: l'évaluation économique des avantages (valeurs) des espaces naturels protégés (d'après Depraz, 2008).

De ce point de vue, la durabilité économique des espaces naturels protégés ne saurait être correctement évaluée par une évaluation de type coûts-avantages, qui est une illusion comptable. L'enjeu relève bien plutôt du ressort du politique : la protection est bien un coût ; la question est plutôt de savoir quelle valeur sociale on accorde à ce coût. Il y a là avant tout une question de priorités socio-économiques. La protection de la nature est une dépense publique, c'est-à-dire un investissement socialement consenti dont la nécessité est à placer au même titre que d'autres dépenses d'ordre social ou culturel.

L'évaluation économique qui s'impose pour ce type d'investissement est plutôt un bilan coût-efficacité (Hockings, 1998; Hockings & al, 2006) : les investissements financiers consentis en faveur des espaces naturels protégés sont-ils correctement traduits par l'amélioration des fonctionnements écologiques et de la diversité biologique (effectivité) ? Les résultats reflètent-ils correctement les buts initiaux de la protection (efficacité) ? Les montants investis sont-ils justement proportionnés aux résultats (efficacité) ?

Ces questions ont été notamment soulevées au cours du congrès mondial de la Commission des espaces protégés de l'UICN à Caracas, en 1992, lorsqu'un groupe de travail sur l'évaluation de l'efficacité des politiques de protection a été lancé à une échelle internationale. De même, la Convention sur la diversité biologique a également demandé en 2004 à tous ses États-parties d'agir en faveur d'une gestion plus efficace des espaces protégés existants. D'un point de vue socio-économique, il serait en effet irrationnel de

vouloir élever le nombre d'espaces protégés sans être d'abord assuré du fonctionnement correct des structures de protection existantes. Ainsi, il était question de doter 30% des espaces protégés d'un plan de gestion d'ici 2010, en développant en outre des recherches de financement sur projets et un partenariat public-privé, tout comme c'est le cas pour n'importe quel projet d'aménagement du territoire aujourd'hui (Emerton & al., 2006; Stolton & Dudley, 1999). La durabilité économique des espaces protégés semble donc passer par des considérations managériales nouvelles pour permettre leur financement.

De nombreuses organisations non-gouvernementales (ONG) se sont engagées dans cette voie de l'évaluation économique des espaces protégés. Les outils de quantification se multiplient, à l'image des méthodes RAPPAM pour les forêts tropicales (WWF, 2003), du « tracking tool » du WWF et de la Banque mondiale pour mesurer l'efficacité de la gestion forestière, du système de classement et d'évaluation des menaces sur les écosystèmes de l'ONG *The Nature Conservancy* (TNC, 2007), etc. Ainsi, les ONG environnementalistes renforcent-elles la légitimité de l'action des espaces protégés – en même temps que leur propre assise politique et financière.

Les conséquences de cette évolution sont en effet doubles : d'une part, les gestionnaires des espaces naturels protégés doivent désormais développer de véritables compétences managériales dans une culture professionnelle qui dérive clairement du secteur privé. D'autre part, on assiste à l'affirmation d'un « tiers-secteur environnemental » (Depraz, 2008) avec la domination, dans la promotion et/ou la gestion des espaces naturels protégés, de grandes ONG environnementales dont le poids économique n'est plus à mésestimer, compte-tenu de ce besoin de médiation technique et financière important. Les plus grandes ONG environnementales rassemblent aujourd'hui des budgets annuels qui dépassent les 100 millions de dollars, voire le milliard pour la plus puissante de toutes, TNC. Leurs actifs fonciers et immobiliers sont encore supérieurs à ce volume. Elles s'appuient sur un réseau pouvant atteindre le million d'adhérents, notamment aux États-Unis, collectent de nombreuses subventions étatiques et privées, et savent être influentes auprès des niveaux institutionnels nationaux et internationaux. Si bien que ces grandes ONG, parfois appelées les « BINGO » (*big international non-governmental associations*), sont à même aujourd'hui de contrôler directement des réserves naturelles par l'achat de terres ou par une délégation de maîtrise d'usage. Elles peuvent aussi peser sur les gouvernements des États les plus faibles en faisant accepter le principe de rachat de dette pour la nature (*Debt for Nature Swap*) : l'ONG injecte plusieurs millions d'euros dans les finances d'un État pauvre, ce qui améliore la notation financière de ce dernier et, du coup, allège le poids de sa dette par l'ouverture de droits à prêts moins coûteux. En contrepartie de ce geste, l'État bénéficiaire s'engage à développer une politique de protection et de mise en défens de certains territoires sous la forme d'espaces protégés.

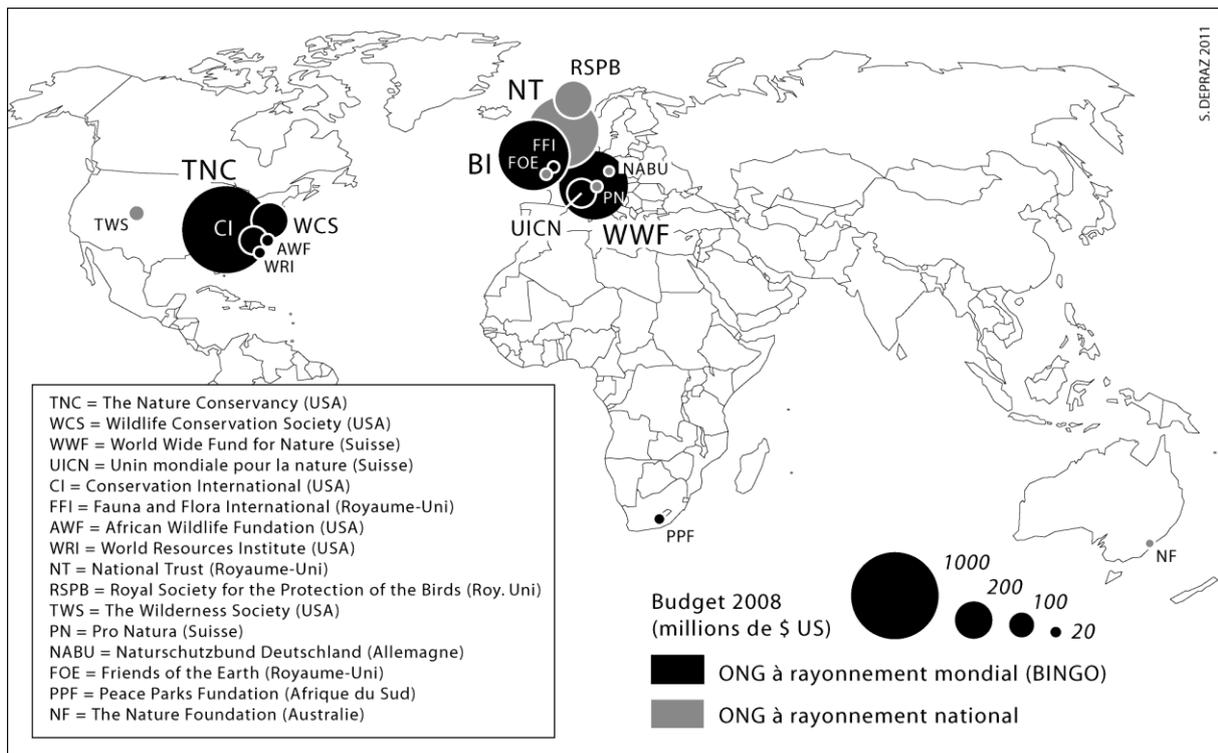


Figure 2 : les principales organisations non-gouvernementales qui interviennent dans la création et/ou la gestion d’espaces naturels protégés (budget > 15 millions de dollars).

La protection de la nature constitue donc un secteur économique à part entière et les gestionnaires des espaces protégés ont, là aussi, à répondre socialement de leurs engagements financiers en faveur de la protection. La nouvelle quête de légitimité économique des espaces naturels protégés conduit alors au développement d’une forme de comptabilité de la nature, avec cependant deux risques : une économisation à outrance des démarches de protection, avec une mise en équation des valeurs de legs ou d’existence de la nature qui repose sur des bases fragiles, faute d’objectivité possible sur ce sujet ; et l’émergence d’un tiers-secteur environnemental dont l’action rivalise aujourd’hui avec celle des États, mais sans la validation démocratique de ceux-ci ni, non plus, une attention égale en faveur de l’environnement et des besoins sociaux des territoires.

3. L’impact social encore discutable des espaces protégés

D’un point de vue social, on peut considérer qu’il existe une acceptation relativement large de l’idée de création d’espaces naturels protégés, dans la mesure où ces derniers sont spontanément associés à l’impératif catégorique selon lequel « il faut protéger la nature ». La plupart des grandes ONG qui agissent en faveur de la protection de la nature, dans le monde anglo-saxon, sont d’ailleurs considérées comme des associations d’utilité publique, voire des œuvres de charité, puisque le bien-être des générations futures est en jeu. Et pourtant, les espaces naturels protégés ou, plus exactement, les actes de leurs gestionnaires et promoteurs, sont-ils toujours socialement acceptables et durables ?

On peut, bien entendu, en rester à l’idée que la protection de la nature doit se placer au-dessus des intérêts particuliers, puisque cette protection sert l’intérêt général, doit se penser à long terme et à une échelle globale. D’autres cercles de protection de la nature auront pourtant à cœur de montrer les coûts sociaux importants qui peuvent advenir lorsque l’on établit des espaces protégés, et ceci surtout dans les pays pauvres ou émergents : privation de droits de chasse coutumiers et, donc, de ressources quotidiennes, développement de pratiques déstabilisant l’économie locale – tourisme international, fermetures de voies

d'accès ou instauration de tarifs d'entrée. La dépense écologique est-elle socialement supportable, surtout si les questions de réduction de la pauvreté ou de lutte contre la faim sont mises en balance (Brunel, 2009) ? Les populations les plus vulnérables doivent-elles payer pour les autres, lorsqu'un espace protégé est établi sur leurs territoires de chasse ? Quel poids ces populations ont-elles face aux acteurs de l'environnement, notamment les grandes ONG internationales (Dumoulin & Rodary, 2005) ?

Au cours des années quatre-vingts, des résistances politiques se sont fait jour parmi les représentants des populations autochtones en Afrique australe, en Amérique du Sud ou en Asie du Sud-Est contre « l'impérialisme vert » des ONG occidentales et leur influence sur les pays pauvres. On aurait même là un héritage des périodes de colonisation et une conséquence environnementale de la domination perpétuée de l'Occident sur ces territoires, au moins d'un point de vue économique (Crosby, 2004; Rossi, 2000). De ce fait, l'impact social des espaces naturels protégés doit être aujourd'hui pris en considération à l'échelle internationale. Le sommet de Nairobi a convaincu l'UICN de développer une approche plus participative de la protection de la nature (Kamstra, 1994; Borrini-Feyerabend et al., 2004). En Australie par exemple, l'ouverture de deux parcs nationaux à la co-gestion à partir de 1978, puis la création d'espaces protégés indigènes (*Indigenous protected areas*) au début des années 90, sur une base contractuelle et volontaire, a constitué la première expérience à grande échelle de transfert de la protection au profit des populations aborigènes. L'idée, communément répandue depuis lors, était de lier la protection de la nature au développement local par la promotion d'un tourisme durable et de ressources économiques nouvelles (Scherl et al., 2004) : en somme, il s'agit d'une logique croisée d'une protection de la nature qui contribue à la réduction de la pauvreté, et de populations locales qui sont sensibilisées à la protection et contribuent à la bonne gestion des écosystèmes par leurs pratiques adaptées.

Il faut cependant des communautés locales dynamiques et dont les droits collectifs ont été effectivement reconnus et garantis pour que cette politique réussisse. Dans bien des cas, l'établissement récent de politiques de protection de la nature a encore été source de nombreux conflits sur le terrain. En Inde par exemple, les services forestiers en charge de la gestion des parcs nationaux et des principaux espaces protégés conservent une approche très stricte de la protection, comme les lois fédérales le prescrivent. Il est interdit de vivre au sein d'un parc national, tout comme de chasser ou d'exploiter les ressources naturelles (forêt, eau, etc.). Et pourtant, la pression sociale sur les ressources est importante et la plupart de ces interdits réglementaires font l'objet de transgressions, que ce soit pour la collecte de bois de feu, pour le prélèvement de gibier ou, même, pour l'occupation des terrains protégés par de l'habitat informel. La situation tendue autour de ces parcs a conduit à une politique extrême de « tir à vue » contre les braconniers, tandis que des « déguerpissements » sont organisés contre les formes d'habitat informel – mais aussi contre les Adivasis, populations autochtones qui peuplent traditionnellement ces espaces naturels en Inde (Mathews, 2005 ; Zerah, 2007).

Ces politiques d'évictions forcées sont sans doute la dimension la plus choquante des politiques contemporaines de protection de la nature, du moins pour les situations où l'approche la plus radicale de la protection a été privilégiée. En effet, le cas indien n'est pas isolé : d'autres exemples violents de déguerpissements ont été recensés en Afrique ou en Asie du Sud-Est (Brockington & Schmidt-Soltau, 2007; Brockington & Igoe, 2006) et sont ponctuellement dénoncés par les grandes ONG de défense des droits de l'homme comme *Amnesty International* ou *Human Rights Watch*. D'après Charles Geisler (2003), cette situation pourrait concerner jusqu'à 14 millions de personnes de par le monde, au point de constituer une nouvelle catégorie de réfugiés : les « réfugiés de la conservation », d'après le terme anglais. Une forme de réfugiés à ne pas confondre avec les *réfugiés écologiques* : si ces derniers sont victimes d'événements naturels catastrophiques et doivent quitter leur logement détruit, les réfugiés de la conservation ne doivent leur départ qu'à un acte violent de dépossession territoriale de la part d'une instance légitime. Ces populations se voient privées de leur lieu de vie au nom de la protection de la nature – tout en sachant qu'il s'agit, de manière très générale, de populations en situation minoritaire et de grande pauvreté. Le

cas s'est d'ailleurs rencontré dans des situations de régimes autoritaires voire non-démocratiques, comme en Afrique du Sud durant l'Apartheid (Giraut et al, 2004) où la protection de la nature a servi de prétexte commode à des actes politiques de discrimination à l'encontre des populations noires autochtones. Guillaume Giroir (2007) signale également de telles pratiques en Chine contemporaine.

Certes, l'évaluation quantifiée de tels actes de déguerpissement au nom de la protection de la nature reste hautement sujette à caution, et certaines ONG ont tenu à minimiser, voire à mettre en doute la validité de ces estimations, à l'image de la *Wildlife Conservation Society* américaine (Redford & Fearn, 2007). Il reste que ces situations doivent être a minima prises en considération, sachant que des programmes financés par le *Fonds mondial pour l'environnement* (GEF), structure dépendant de la *Banque Mondiale*, comportent toujours des mesures dites de « déplacements volontaires » ou « d'évictions douces » dans lesquelles la limite avec le déguerpissement pur et simple reste floue pour des populations en situation d'infériorité vis-à-vis du pouvoir.

Ces situations de déguerpissements commis au nom de la protection de la nature représentent sans doute le cas le plus flagrant de contradiction entre l'instauration d'espaces protégés et l'idée de développement durable. Elles rendent le besoin de politiques participatives d'autant plus nécessaire : qu'il s'agisse de co-gestion, de transfert de gestion, de gestion coopérative des espaces protégés, les formules sont nombreuses et font l'objet de toute l'attention des ONG de terrain versées dans l'aide au développement, mais aussi des gouvernements qui ont pris conscience du problème. A l'image des initiatives australiennes, le motif récurrent des programmes de développement d'espaces protégés est devenu la prise en compte des besoins des populations locales au plan économique, y compris de la part d'ONG environnementalistes radicales dans la mesure où l'outil participatif peut être comme le meilleur moyen de gagner plus d'acceptation sociale en faveur de la protection. Il s'agit simplement de rester attentif aux nombreux écarts entre la théorie affichée et la pratique sur le terrain.

On notera enfin que la réussite des politiques participatives est difficile dans la mesure où l'idée de protection de la nature n'est pas une évidence universelle, mais bien une conception culturelle à faire partager, et que cela demande aussi des moyens pour la formation, le suivi et la médiation environnementale. D'ailleurs, l'intérêt pour la protection est bien souvent plus efficacement suscité par des formes d'intéressement économique à la gestion de l'environnement, plutôt que par de pures considérations morales. Des expériences ponctuelles avaient été menées au début des années 80 au Zimbabwe, avec le programme CAMPFIRE dans lequel les communautés villageoises devaient bénéficier des retombées économiques tirées de la vente de droits de chasse dans les espaces protégés. On voit désormais se développer depuis une décennie le concept de « paiements pour services environnementaux » (PSE), c'est-à-dire une forme de compensation financière contre la préservation de certains milieux jugés rares ou menacés. C'est un concept mis en pratique à l'échelle internationale par le *Millenium Ecosystem Assessment* (Norgaard et al., 2005 ; Mayrand & Paquin, 2004). Cette entente, dans l'idéal, doit permettre de satisfaire à la fois les objectifs écologiques et les besoins économiques des populations.

Au total, un constat *a minima* a pu s'imposer face aux conséquences sociales de la protection : il s'agit de prendre en compte les enjeux des populations riveraines des espaces protégés, que ce soit par des politiques. Quelles que soient les solutions envisagées, le secteur de la protection ne saurait plus faire l'impasse de sa durabilité sociale.

Conclusion

Un promoteur de l'idée de protection de la nature dans les Alpes du Nord, Jean Eyerhalde, a tenu ces propos lorsqu'il militait pour la création des réserves naturelles dans les années soixante en Haute-Savoie : « les réserves naturelles doivent être conçues pour disparaître » (cité par Mauz, 2009). Il avait, en un sens, complètement raison si l'on juge que

les espaces naturels protégés, depuis leur invention à la fin du dix-neuvième siècle, véhiculent des principes qui peuvent aller à l'encontre du développement durable. Si les parcs et les réserves reposent toujours sur l'idée radicale d'une nature sauvage, préservée de toute influence anthropique, ils génèrent des désavantages économiques et sociaux et peuvent même s'avérer sans effet sur la perte en diversité biologique à une échelle plus globale. En revanche, si leurs principes de gestion s'ouvrent à la prise en compte du local et que leurs objectifs sont même étendus aux axes et programmes de développement local en général, les espaces naturels protégés peuvent contribuer à faire mieux accepter les principes de la protection et peuvent apporter une amélioration des modes de gestion de l'environnement, y compris en-dehors de leurs propres frontières, au point que les principes de protection de la nature puissent s'appliquer sans grande différence dans et hors des périmètres de protection.

En somme, les espaces protégés prouvent de manière paradoxale, tant qu'ils sont nécessaires, qu'un mode de développement durable n'a toujours pas été atteint, en ceci que les sociétés humaines n'ont pas encore été capables d'intégrer les impératifs écologiques dans leur gestion des territoires.

Références bibliographiques :

Acot P, 1988. *Histoire de l'écologie*. Paris: PUF.

Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P., Costanza, R., Farber, S., Green, R.E., Jenkins, M., Jefferiss, P., Jessamy, V., Madden, J., Munro, K., Myers, N., Naeem, S., Paavola, J., Rayment, M., Rosendo, S., Roughgarden, J., Trumper, K. and Turner, R.K. (2002); Economic Reasons for Conserving Wild Nature. *Science* **297**, 950–53.

Borrini-Feyerabend, G, Kothari, A. and Oviedo, G., 2004. Indigenous and Local Communities and Protected Areas: Towards Equity and Enhanced Conservation. *Best Practice Protected Area Guidelines Series* **11**. Gland/Cambridge: UICN.

Brockington, D., Schmidt-Soltau K., 2007. Protected Areas and Resettlement: what scope for voluntary relocation? *World Development* **35 (12)**, 2182-2202.

Brockington, D., Igoe J., 2006. Eviction for Conservation: a Global Overview. *Conservation and Society* **4(3)**, 424-470.

Brundtland G. H. (Ed.), 1987. *Our common future: The World Commission on Environment and Development*, Oxford: Oxford University Press.

Brunel S., 2008. *A qui profite le développement durable?*, Paris: Larousse.

Bürgenmeier B., 2004, *Économie du développement durable*, Bruxelles: De Boeck.

Clements F., 1916. *Plant Succession. An Analysis of the Development of Vegetation*, new edition 2009, Whitefish: Kessinger Publishing.

Crosby A. W., 2004. *Ecological imperialism: the biological expansion of Europe, 900-1900*, Cambridge: Cambridge University Press.

Deléage J.-P., 1991. *Histoire de l'écologie, une science de l'homme et de la nature*, Paris : La Découverte.

- Delort, Walter, 2001. *Histoire de l'environnement européen*, Paris : PUF, coll. « le nœud gordien ».
- Depraz S., 2008, *Géographie des espaces naturels protégés*, Paris: Armand Colin.
- Depraz S., 2007. Campagnes et naturalité : la redéfinition d'un rapport à la nature dans les espaces ruraux des nouveaux Länder, *Revue d'études comparatives Est-Ouest* **38 (3)**, 135-152.
- Dixon J. A., Sherman P. B., 1990. *Economics of Protected Areas: A New Look at Benefits and Costs*. Covelo: Island Press.
- Drouin J.-M., 1993. *L'écologie et son histoire - réinventer la nature*. Paris: Flammarion.
- Dumoulin D., Rodary E., 2005. Les ONG, au centre du secteur mondial de la conservation de la biodiversité, in Aubertin C. (Ed.), *Représenter la nature ? ONG et biodiversité*, Paris: IRD.
- Emerton L., Bishop J., Thomas L. (Ed.), 2006, Sustainable financing of protected areas: A global review of challenges and options, Gland / Cambridge: UICN.
- Ferry L., 1992. *Le nouvel ordre écologique. L'homme, l'arbre et l'animal*, Paris : Grasset.
- Geisler C., 2003. Les expulsés du Jardin d'Eden : un nouveau problème, *Revue internationale des Sciences Sociales* **175 (1)**, 73-83.
- Giraut F., Guyot S., Houssay-Holzschuch M., 2004. Les aires protégées dans les recompositions territoriales africaines, *l'Information géographique* **69 (4)**, 340-368.
- Giroir G., 2007. Les impacts anthropiques dans les parcs nationaux chinois: approche géographique. *Géocarrefour* **82 (4)**, 187-198.
- Hanemann W. M., 1994. Valuing the Environment Through Contingent Valuation, *The Journal of Economic Perspectives*, **8 (4)**, 19-43.
- Hanley N., Wright R. E., Adamowicz V., 1998, Using Choice Experiments to Value the Environment: Design Issues, Current experiences and Future Prospects, *Environmental and Resource Economics* **11 (3/4)**, 413-428.
- Hockings M., 1998. Evaluating management of protected areas: integrated planning and evaluation. *Environmental Management* **22 (3)**, 337-46.
- Hockings, M., Stolton, S. Leverington F., Dudley N., Courrau J., 2006. Evaluating Effectiveness: A Framework for Assessing the Management of Protected Areas. *Best Practice Protected Area Guidelines Series* **6**, 2nd Edition, Gland/Cambridge: UICN.
- Kamstra J. (Ed.), 1994. *Protected areas: towards a participatory approach*, Amsterdam: Dutch Committee of the I'UICN.
- Langhammer P. F., Bakarr M. I., Bennun L. 2007. *Identification and Gap Analysis of Key Biodiversity Areas. Targets for Comprehensive Protected Area Systems*, Gland/Cambridge: UICN.
- Larrère C., 1997. *Les philosophies de l'environnement*, Paris : PUF.

- Larrère C. & Larrère R., 2009. Du « principe de naturalité » à la « gestion de la diversité biologique », in Larrère R., Lizet B. & Berlan-Darqué M., *Histoire des parcs nationaux, comment prendre soin de la nature ?*, Paris: Quae/MNHN.
- Mathews S., 2005. Imperial Imperatives and the Global Financing of Protected Areas Ecodevelopment and the Resistance of Adivasis of Nagarhole National Park, India, *Law, Social Justice & Global Development Journal* [Internet] 2005(1) <http://www.go.warwick.ac.uk/elj/lgd/2005_1/Mathews> [Accessed 15th March 2011].
- Marty P., Lepart J., 2010. Le réseau Natura 2000. Vers une gestion intégrative de l'espace rural européen, *Géocarrefour* **84 (3)**, 173-180.
- Mauz I., 2009. Les Alpes, de la société de la vache au parc animalier, in Larrère R., Lizet B. & Berlan-Darqué M., *Histoire des parcs nationaux, comment prendre soin de la nature ?*, Paris: Quae/MNHN.
- Mayrand K., Paquin M., 2004. *Le paiement pour les services environnementaux : Etude et évaluation des systèmes actuels*. Montréal : UNISFERA / CCEAN.
- Mougenot C., 2003. *Prendre soin de la nature ordinaire*, Paris: éditions de la Maison des sciences de l'homme.
- Norgaard R., Sarukhan J. & Whyte A., 2005. Ecosystem and Human Well-being. *Millenium Ecosystem Assessment*.
- Odum E. P., Odum H. T., 1953. *Fundamentals of Ecology*, Philadelphie: Saunders.
- Pelletier P., 1993. *L'imposture écologiste*. Montpellier: RECLUS coll. "Géographiques".
- Pickett S. T. A., White P. S., 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. New-York: Academic Press.
- Redford K. H., Fearn E. (Ed.), 2007. *Protected Areas and Human Displacement: a Conservation Perspective*, Working Papers 29, New-York : WCS Institute.
- Rossi G., 2000. *L'ingérence écologique*, Paris: CNRS Editions, coll. « Espaces et milieux ».
- Scherl L. M., Wilson A., Wild R., Blochhus J., Franks P., McNeely J. A., McShane T. O., 2004. *Can Protected Areas Contribute to Poverty Reduction? Opportunities and Limitations*, Gland/Cambridge, UICN.
- Soule M. E., Wilcox B. A., 1980. *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Approach*. Sunderland: Sinauer Associates.
- Stolton S., Dudley N. (Ed.), 1999, *Partnership for protection, New Strategies for Planning and Management for Protected Areas*, Gland: UICN & London: Earthscan.
- TNC, 2007. *The Nature Conservancy's Threat-ranking system* [Internet]. <http://www.conservationgateway.org/sites/default/files/TNC_Threat_Scoring_2.doc> [consulté le 14 mars 2011].
- UICN / PNUE / WWF, 1980. *Stratégie mondiale de la conservation : la conservation des ressources vivantes au service du développement durable*, Gland : UICN.

WWF, 2003. *Rapid Assessment and Prioritization of Protected Area Management (RAPPAM) Methodology* [Internet]: <<http://www.panda.org/downloads/forests/rappam.pdf>> [consulté le 15 mars 2011].

Zérah M.-H., 2007. Conflict between green space preservation and housing needs: the case of the Sanjay Gandhi National Park in Mumbai, *Cities*, **24 (2)**: 122-132.